

## USER DE PESTICIDES POUR CONTRÔLER LES ESPÈCES INVASIVES : LES FACETTES D'UN PARADOXE ÉTHIQUE

Jacques TASSIN<sup>1</sup>

<sup>1</sup>UPR Forêts et Sociétés, CIRAD. Campus International de Baillarguet. 34398 Montpellier Cedex 5. E-mail : jacques.tassin@cirad.fr

**SUMMARY.**— *Use of pesticides in invasive species control: facets of an ethical paradox.*— The control of invasive species impacting environment or human health sometimes involves the use of lethal chemicals. Yet, while the interest of pesticides in invasive species control is undeniable, their impact should not be overlooked. From year to year the use of rodenticides with a low selectivity (e.g. brodifacoum or 1080), of persistent insecticides such as neonicotinoids and of systemic herbicides (e.g. glyphosate) actually concerns more and more large areas. The literature provides many examples of negative side effects on biodiversity or human health that should be more transparently reported. Risk assessment of pesticide use remains incomplete for invasive species, and the risk-benefit approach that would impose is still lacking. This use of pesticides involves an ethical paradox since it is part of an approach which aims to protect wildlife, and since in the context of public health policy, it sometimes puts people to new health risks. In general, the effectiveness of pesticides in the control of invasive species also remains poorly evaluated. It seems imperative to put the citizen at the heart of decision-making or at least to advocate greater transparency regarding all the expected benefits and risks. Similarly, ethics gap aroused from the use of pesticides is to evaluate. It is not justifiable that the issue of animal rights is so much departed from vertebrate control programs. Imposed suffering to these animals is a reality and it is not for scientists to decide alone what in our relations with the animal, is acceptable or not. The field of invasive species should not be an exception in global discussions conducted on pesticides. However, the representation that invasive species escape to nature as we think it should be, contributes to validate the use of resources normally prohibited in natural areas. We must continue to wonder about the basis for these breaches of environmental protection and environmental ethics. They correspond to a rejection of values that are not so shared by our communities.

**RÉSUMÉ.**— La lutte contre les espèces invasives qui impactent l'environnement ou la santé publique recouvre parfois l'usage de substances chimiques létales. Or, si l'intérêt de la lutte chimique dans le contrôle d'espèces invasives est indéniable, son impact sur l'environnement ou sur la santé humaine ne saurait être omis, dès lors que l'usage de rodenticides peu sélectifs tels le brodifacoum ou le 1080, d'insecticides fortement rémanents tels les néonicotinoïdes, et d'herbicides systémiques tel le glyphosate, intéresse d'année en année des surfaces de plus en plus grandes. La littérature fournit de nombreux exemples d'effets indésirables de ce type d'intervention sur la biodiversité ou la santé humaine dont il faudrait rendre compte de manière plus transparente. L'évaluation des risques d'utilisation des pesticides demeure incomplète dans ce domaine, et l'approche bénéfices-risques qui s'imposerait fait encore défaut. Cette utilisation de pesticides se présente comme un paradoxe éthique puisqu'elle s'inscrit en amont dans une démarche de protection du vivant, mais aussi parce que dans le cadre d'une politique de santé publique, elle fait parfois courir aux populations d'autres risques sanitaires. De manière générale, l'efficacité des pesticides dans le contrôle des espèces invasives reste en outre mal évaluée. Il paraît donc impératif de replacer le citoyen au cœur des processus de décision ou du moins de prôner davantage de transparence quant à l'ensemble des bénéfices attendus et des risques encourus. L'écart éthique que suscite le recours à des pesticides est dès lors à évaluer en tant que tel. Il n'est pas justifiable que la question du droit animal soit autant écartée des programmes de régulation de vertébrés : les souffrances imposées sont une réalité, et il n'appartient pas aux scientifiques écologues ou aux gestionnaires d'espaces naturels de décider seuls de ce qui, dans nos relations avec l'animal, est acceptable ou non. Le domaine des espèces invasives ne devrait pas faire exception dans les réflexions globales conduites sur les pesticides. Pourtant, le fait est que les espèces invasives ne correspondant pas à notre représentation conventionnelle de la nature, l'usage de moyens en temps normal prohibés dans les espaces naturels ne semble pas devoir ici être remis en cause. Nous devons continuer à nous interroger sur le fondement de ces entorses à la protection de l'environnement et à l'éthique environnementale, entorses qui correspondent à un rejet paradoxal de valeurs orientées sur le respect du vivant, dont on s'aperçoit qu'elles ne sont pas partagées par tous.

---

La lutte contre les espèces invasives responsables d'un impact environnemental ou sanitaire recouvre parfois l'usage de substances chimiques létales génériquement désignées par le terme de

pesticides. La légitimité de ce recours dans la régulation, voire l'éradication de populations d'espèces invasives, semble aujourd'hui admise. Elle tient principalement de la dite « fourche de Morton » selon laquelle, dans le cas d'espèces invasives à fort impact environnemental, l'action peut s'avérer néfaste mais l'inaction le serait peut-être plus encore (Marks, 2013).

Les principes couplés de précaution et d'intervention précoce, en amont de la révélation des méfaits imputables à l'espèce considérée, pourtant toujours « contexte-dépendants » et dont il est patent qu'ils découlent d'une association d'observations scientifiques et d'appréciations purement normatives, permettent de justifier sans une réflexion suffisamment aboutie le recours éventuel à des procédés chimiques. Ces derniers, en d'autres circonstances, restent pourtant peu appréciés des gestionnaires des espaces naturels, des scientifiques de l'environnement, et du grand public dans le cadre particulier d'interventions générant une souffrance animale (Cowan & Warburton, 2011). Les pesticides, dont l'usage est certes très fortement réglementé, sont en effet connus pour poser des problèmes non seulement pour la santé humaine, mais aussi pour la plupart des êtres vivants (van der Werf, 1996 ; Aktar *et al.*, 2009).

Les autres moyens de contrôle à portée curative ont certes leurs propres limites. L'introduction d'agents de lutte biologique peut se traduire par des effets inattendus indésirables et néfastes, voire par l'extinction d'espèces animales indigènes (Simberloff & Stiling, 1996), avec des effets indésirables moindres lorsque les cibles sont végétales (Suckling & Forza, 2014). L'agent de lutte lui-même peut se révéler invasif après adaptation ou hybridation avec une espèce endémique (Simberloff & Stiling, 1996). Parfois, en dépit de recherches orientées sur la lutte biologique, le seul moyen de lutte connu à ce jour en faveur d'une éradication reste l'usage de pesticides, comme pour certaines plantes aquatiques telle la Jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) qui, en Floride, n'a pu être contrôlée efficacement que par usage d'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (2,4-D) (Simberloff, 2009). Les procédés de lutte biologique contre une telle plante ne permettent que d'en contenir les populations (Téllez *et al.*, 2008). C'est aussi le cas des programmes d'éradication de populations animales invasives dans les îles, dont la plupart sont des rongeurs, de sorte que 70 % de ces programmes incluent l'usage de toxines non sélectives, essentiellement des anticoagulants (Howald *et al.*, 2007). Ces produits sont, il est vrai, extrêmement efficaces et commodes d'emploi : aux États-Unis, il y a une petite quinzaine d'années seulement, le contrôle des rongeurs s'appuyait sur l'utilisation d'anticoagulants dans 95 % des cas (Mason & Littin, 2003). S'il existe des méthodes pour réduire les effets non intentionnels, tel l'usage de boîtes d'appât, toutes n'engagent pas de telles précautions, notamment lorsqu'il s'agit de campagnes de grande envergure pouvant faire appel à des largages d'appâts par hélicoptère.

Les procédés de lutte mécanique connaissent également des limites en générant des perturbations favorables à de nouvelles invasions, ou en facilitant la dispersion des espèces indésirables, par exemple en facilitant involontairement les capacités de propagation végétative de certaines plantes aquatiques.

Comme pour n'importe quelle méthode de restauration écologique destructive, l'usage de pesticides dans le contrôle des espèces invasives, dont les statistiques font au demeurant largement défaut en France, même si ce recours tend à être régulé en Europe comme l'illustre par exemple la mise en place d'un plan Ecophyto en 2015, ne saurait aller de soi sans interrogation ni contrôle. D'une part, il y a lieu de s'interroger sur la connaissance dont on dispose pour évaluer correctement non seulement l'impact environnemental de l'espèce invasive visée, impact dont l'évaluation tient à la fois de faits avérés et d'appréciations et normes subjectives, mais aussi celui des traitements utilisés. Il importe d'envisager, plus largement qu'à l'habitude, et conformément au paragraphe 4 de l'article 19 du Règlement européen N°1143/2014, l'ensemble des risques environnementaux représentés par le couple « espèce invasive – pesticide ». Sans doute n'est-il pas toujours possible d'attendre d'être à même de disposer d'un diagnostic satisfaisant avant de décider d'un programme de lutte ; du moins ne peut-on légitimement restreindre le regard à certaines formes négatives

d'impact, sans en examiner le pendant positif, les causes de l'invasion biologique constatée, et les conséquences d'une intervention, tant au plan environnemental qu'aux plans économique et social.

D'autre part et s'agissant de valeurs morales, le recours à des molécules létales dans un cadre de protection de l'environnement, généralement fondé sur le maintien d'un foisonnement de vie, s'oppose paradoxalement (i) à la défense du vivant, aussi invasif puisse-t-il se révéler, (ii) et à l'aspiration commune à préserver les espaces naturels des polluants chimiques. Tolérer ce paradoxe, c'est admettre un « écart éthique » qui ne peut être engagé que s'il est justifié (Dorn, 2010). Le recours aux pesticides peut certes être réglementé, utilisé parfois aux premiers stades seulement de l'invasion, ou prévenir des effets négatifs sur des populations animales ou végétales, mais dans chacun de ces cas, ce paradoxe ne mérite pas d'être évacué.

L'objet de cet article est de développer un cadre de réflexion sur les facettes de ce paradoxe éthique. Il ne s'agit pas de remettre en cause le principe d'une intervention à l'encontre d'espèces invasives dès lors qu'elles sont avérées néfastes, mais d'interroger précisément la légitimité éthique d'un recours aux pesticides dans le cadre d'une telle intervention. Il est symptomatique de constater dès à présent que les exemples mobilisés dans l'ensemble de cet article relèvent peu de l'Europe, en particulier de la France, dont les données disponibles et accessibles apparaissent mineures au regard d'une littérature beaucoup plus abondante dans les pays anglo-saxons.

## LE RECOURS À DES PESTICIDES AUX IMPACTS MAL CONNUS ET SOUVENT IMPRÉVISIBLES

### UN IMPACT MAL DÉFINI MAIS PARFOIS CONSENTI PAR AVANCE

L'intérêt de la lutte chimique dans le contrôle d'espèces invasives est indéniable. Par exemple, des programmes d'éradication du Lapin (*Oryctolagus cuniculus*) conduits en 1986 à l'île Maurice (North *et al.*, 1994), ou du Rat polynésien (*Rattus exulans*) en Nouvelle-Zélande (Townes, 1991), ont conduit à un redressement des populations de lézards indigènes après seulement trois ans. Il importe cependant, comme pour tout programme environnemental, d'en considérer soigneusement les avantages et les inconvénients (Pascal & Chapuis, 2000). Il est en effet possible que le mode de contrôle retenu affecte davantage l'environnement que ne le fait l'espèce invasive ciblée, d'autant que l'impact indirect alors causé est difficile à prédire et quantifier (Glen *et al.*, 2007). Par exemple, il a été démontré en Australie occidentale que les pesticides diminuaient la vitesse de transformation de la litière alors que les espèces invasives, au contraire, l'accroissaient favorablement au bénéfice des écosystèmes (Subich, 2013). Les processus à long terme de bioamplification liés à la concentration des pesticides le long des chaînes alimentaires, de même que les impacts transgénérationnels possibles, devraient inviter les gestionnaires à un surcroît de vigilance lorsqu'ils mettent en place des programmes de lutte chimique. D'autant que même sur le court terme, l'impact des pesticides sur l'environnement reste encore mal connu.

Enfin, il faut considérer que de tels programmes peuvent parfois ne représenter que des succès temporaires. Tel est le cas de l'éradication du Rat noir (*Rattus rattus*) dans l'île d'Henderson, dans le sud du Pacifique, où quelques individus rescapés d'un largage par hélicoptère de 80 tonnes de rodenticides ont suffi à reconstituer en quelques années seulement le niveau de population initial, établi à environ 100 000 rats (Watson, 2016). L'éradication d'une population animale peut en outre induire des effets inattendus et contreproductifs (Courchamp *et al.*, 2003), comme cela a par exemple été observé avec le relâchement du contrôle de *Taraxacum officinale* à l'île Verte (Kerguelen) (Chapuis *et al.*, 2002, 2004).

### L'USAGE PROBLÉMATIQUE ET CONTROVERSÉ DE RODENTICIDES PEU SÉLECTIFS

On ne saurait sous-évaluer les possibles effets indésirables, voire inattendus, de la lutte chimique dans le contrôle des espèces invasives. Les rodenticides anticoagulants ont été utilisés

depuis la fin des années 1980 pour protéger des populations d'oiseaux de la prédation exercée par les rats (Taylor & Thomas, 1989). Les difficultés rencontrées par les vertébrés pour éliminer les produits anticoagulants par des voies physiologiques expliquent l'efficacité de tels produits, mais accroissent d'autant les risques liés à des ingestions indésirables par des espèces non ciblées.

Le brodifacoum est un anticoagulant très efficace, dont l'usage est heureusement interdit sur le territoire français. Les Opossums (*Trichosurus vulpecula*) faisant l'objet de campagnes d'empoisonnement en Nouvelle-Zélande mettent jusqu'à neuf mois pour éliminer totalement le brodifacoum ingéré (Eason *et al.*, 1995). En raison de sa forte persistance dans l'environnement et de sa haute toxicité, ce produit met en péril les autres vertébrés amenés à l'ingérer soit de manière directe à partir d'appâts, soit indirectement à partir d'animaux déjà empoisonnés (Eason & Spurr, 1995). L'usage de ce produit a ainsi été de nombreuses fois répertorié dans la mort accidentelle de rapaces (American Bird Conservancy, 2013). Une campagne d'élimination des rats sur l'une des îles Aléoutiennes, en Alaska, s'est traduite par la décimation de la population de Pygargues à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) (Borrell, 2011 ; Cowan & Warburton, 2011). L'usage du bromadiolone, autre anticoagulant, a également entraîné de semblables conséquences, notamment sur des busards, s'agissant d'un produit demeurant actif huit à dix jours après la mort du rongeur (Berny *et al.*, 1997). Il semble toutefois que ce type d'impact indésirable ne soit en rien systématique, si l'on se base sur le recueil d'individus retrouvés morts et l'imputation certaine des anticoagulants dans leur décès. Par exemple, dans un programme d'éradication du lapin à l'île Verte (Kerguelen) mobilisant l'utilisation de chlorophacinone, seule la mort d'un goéland a pu être attribuée avec certitude à la consommation d'appât empoisonné (Chapuis & Barnaud, 1995).

Certains invertébrés peuvent aussi souffrir de l'épandage d'appâts contenant des rodenticides et stocker dans leurs tissus les molécules actives. Une part du déclin observé en Nouvelle-Zélande dans les populations de gastéropodes pourrait s'expliquer par l'usage d'anticoagulants dans le contrôle de vertébrés invasifs (Booth *et al.*, 2001). Des résidus de brodifacoum ont en outre été relevés chez des poussins de Kiwis de Mantell (*Apteryx mantelli*) ayant ingéré des invertébrés eux-mêmes contaminés (Booth *et al.*, 2001). Des mortalités observées sur des geckos sur l'atoll de Palmyra, dans le Pacifique, se sont également révélées imputables à la consommation d'appâts empoisonnés par des invertébrés (blattes et araignées) (Pitt *et al.*, 2015). C'est sur la base de tels effets indésirables que les États-Unis, l'Union Européenne et la Nouvelle-Zélande ont restreint le recours du brodifacoum à des usages domestiques (Cowan & Warburton, 2011). L'arrêté du 25 avril 2002 fixant l'interdiction d'emploi de bromadiolone pour la régulation du ragondin en France, à la suite notamment d'une étude de l'école vétérinaire de Lyon mettant en évidence de nombreux effets indésirables sur l'ensemble de la faune sauvage, en représente un autre exemple.

#### DES CAMPAGNES DE LUTTE VISANT DES SURFACES DE PLUS EN PLUS GRANDES

Pourtant, l'usage d'anticoagulants rodenticides ne cesse de s'étendre en milieu insulaire. La plus vaste campagne de dératisation au monde est menée par la Grande-Bretagne dans l'île de Géorgie du Sud (Atlantique Sud) depuis février 2015, à la suite d'opérations préalables conduites en 2011 et 2013, avec un largage par hélicoptère de 95 tonnes de brodifacoum, pour un total de 183 tonnes épandues au cours de l'ensemble de ces campagnes (House of Commons, 2014). Cet épandage vise une surface de 364 km<sup>2</sup> (soit seulement 9,3 % de la surface totale) au sud-est de l'île, et s'étend jusqu'au sein d'une colonie de Manchots royaux (*Aptenodytes patagonicus*), certes autant épargnée que possible, et appelée à se reconstituer en cas d'effets létaux sur une partie des individus. De telles opérations de lutte chimique de grande ampleur conduites contre les vertébrés se multiplient dans les îles et s'étendent à des massifs insulaires de plus en plus grands. Un total de 2000 souris empoisonnées au paracétamol ont été parachutées en 2015 dans l'île de Guam (549 km<sup>2</sup>) pour réduire les populations du Serpent brun arboricole (*Boiga irregularis*) qui s'avère très sensible aux résidus de paracétamol contenus dans ses proies (Primus *et al.*, 2004). Le gouvernement de Nouvelle-Zélande votait quant à lui, en juillet 2016, une allocation de 20 millions de dollars pour la

mise en place d'une firme nationale (Predator Free New Zealand Ltd) vouée à l'éradication totale du rat et d'autres mammifères invasifs à l'horizon 2050 sur l'ensemble de l'archipel (Pennisi, 2016).

Certains produits dont la matière active a été isolée chez des végétaux indigènes, tel le 1080 (monofluoroacétate de sodium), autre produit utilisé pour contrôler les vertébrés indésirables, jouissent d'une faveur lorsqu'il s'agit précisément de maintenir une « nature intègre ». Or, en Australie, le monitoring d'une campagne d'empoisonnement de Dingos (*Canis lupus dingo*) par du 1080 a révélé que 80 % des appâts étaient ingérés par des espèces non ciblées, la mortalité induite restant en revanche difficile à évaluer dans la mesure où ces espèces n'ont évidemment pas bénéficié d'un suivi après ingestion (McIlroy *et al.*, 1986). En Nouvelle-Zélande, l'effectif du passereau *Petroica macrocephala*, suite à une campagne d'empoisonnement de prédateurs conduite en 1997, a chuté de 79 % (Powlesland *et al.*, 2000). Depuis, des progrès considérables ont certes été obtenus pour rendre les appâts empoisonnés moins appétants ou moins accessibles pour les espèces non ciblées ; cependant, l'usage croissant d'habitation préalable avec des appâts non empoisonnés tend à accroître la survenue d'effets indésirables (Veltman & Westbrook, 2010). En outre, le largage aérien d'appâts empoisonnés déborde parfois sur les espaces marins. Des intoxications de mulets ont ainsi été enregistrées, leurs cadavres retrouvés révélant la présence de résidus de brodifacoum, sans que l'on ne sache si d'autres poissons avaient été eux-mêmes ingérés par des prédateurs marins (Pitt *et al.*, 2015).

L'usage de piscicides (pesticides dédiés au contrôle des poissons) demeure à l'inverse spatialement plus restreint, puisque normalement réservé aux pièces d'eau douce, mais il n'en est pas pour autant exceptionnel. Un exemple est fourni par le contrôle de l'extension du Faux gardon (*Pseudorasbora parva*), originaire d'Asie orientale et introduit en Europe dans les années 1960. La matière active alors utilisée pour l'empoisonnement des pièces d'eau colonisées par ce poisson est la roténone, utilisée notamment par l'Agence environnementale de Grande-Bretagne, mais se révélant extrêmement toxique pour de nombreux organismes aquatiques (Chandler *et al.*, 1982). Le déroulement opératoire prévoit préalablement de prélever l'essentiel des espèces que l'on souhaite préserver, puis de ré-empoisonner la pièce d'eau traitée (Britton & Brazier, 2006). À l'évidence, ce type de lutte, certes spatialement très ciblé, demeure extrêmement peu sélectif à l'égard de la faune aquatique. Certes, la roténone est interdite dans toute l'Union européenne depuis 2009 à la suite de l'examen relatif à l'inscription à l'annexe I de la directive 91/414/CEE. Pourtant, en 2013 et même semblerait-il en 2014, ce produit était bien utilisé en Grande-Bretagne pour lutter contre le faux gardon (anonyme, 2013).

De manière générale, il est tentant d'opposer à de tels risques celui de voir se pérenniser les impacts environnementaux induits par les espèces invasives et de considérer que le jeu peut en valoir largement la chandelle, en dépit d'effets non-intentionnels sur la faune et la flore indigènes. En dehors de situations très simples, dans des espaces restreints comme de petites îles, et mettant en œuvre des procédés de régulation bien contrôlés, il est cependant manifeste mais aussi reconnu que les conséquences négatives de l'usage de pesticides sont trop complexes pour être correctement évaluées.

#### AUTRES USAGES DE PESTICIDE ET EFFETS INDÉSIRABLES

Les modes d'application conditionnent, au moins partiellement, la dangerosité du produit utilisé. Les épandages aériens d'appâts empoisonnés entraînent davantage d'effets indésirables sur les espèces indigènes non ciblées que lorsqu'on recourt à des stations d'appâtage dont la distribution dans l'espace reste moins aléatoire (Booth *et al.*, 2001 ; Allen *et al.*, 2006). Ils demeurent cependant privilégiés dans les lieux peu accessibles, tels les îlots. Certains insecticides peuvent en outre avoir, pour une partie d'entre eux, des effets significatifs sur la croissance et la respiration des végétaux, comme ce fut le cas des organochlorés et organophosphorés (Lichtenstein *et al.*, 1962).

Les herbicides sont également communément utilisés, au moins en Amérique du Nord, pour contrôler l'extension de plantes invasives au sein de milieux naturels. Le *California Invasive Plant*

*Council* a montré que l'utilisation d'herbicides par les gestionnaires pour contrôler les plantes invasives au sein d'espaces naturels était une pratique très fréquente : seuls 6 % des gestionnaires ont déclaré ne jamais utiliser d'herbicides dans leurs interventions (Death of a million trees, 2014). Entre 2007 et 2011, un million d'hectares d'espaces naturels ont été traités à l'aide d'herbicides aux États-Unis, ce qui représente 220 tonnes d'herbicides (Johnson, 2015). En France, une enquête réalisée auprès de 65 gestionnaires montre que 20 % d'entre eux ont recours au désherbage chimique pour au moins une plante invasive, et 9 % souhaitent maintenir la lutte chimique (Ecophyto, 2014). Une autre enquête conduite la même année auprès d'un échantillon équivalent minore cependant ces données, 7 % seulement des gestionnaires ayant déclaré avoir recours aux herbicides pour lutter contre les plantes invasives (Guérin & Provendier, 2014). Dans une enquête précédente conduite au niveau national, cette valeur s'élevait à 6 % (Mazaubert & Dutartre, 2012). Ces données, moins alarmantes que celles de Californie, n'en révèlent pas moins que les herbicides font bien partie de la panoplie des gestionnaires pour lutter contre les plantes invasives des milieux naturels. Pourtant, dans la plupart des cas, l'efficacité même du contrôle chimique des plantes invasives reste controversée, les végétaux se redéveloppant de plus belle au bout de quelque temps (Muller, 2000).

À l'évidence, cette forme d'utilisation d'herbicides n'est pas sans inconvénients à l'égard de l'environnement. Le roundup (glyphosate) notamment s'avère très dangereux pour les batraciens et modifie les cortèges fongiques du sol ; le garlon (triclopyr) est nocif pour la faune et la flore aquatiques ; le polaris (imazapyr), très persistant, se révèle irritant pour les yeux et le système respiratoire ; le milestone (aminopyralide) est connu pour sa persistance élevée, etc. (van der Werf, 1996 ; Aktar *et al.*, 2009 ; Subich, 2013 ; Death of million tree, 2014). Enfin, lorsqu'il s'agit de populations de plantes invasives établies depuis longtemps et/ou recouvrant des surfaces étendues, la lutte chimique s'avère peu efficace et peu durable à long terme (DiTomaso, 2009 ; Tassin *et al.*, 2006). En outre, se manifestent des phénomènes de résistance aux herbicides, comme cela a déjà été relevé aux États-Unis, par exemple avec l'Ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*) ou la Vergerette du Canada (*Erigeron canadensis*) qui sont devenues résistantes au glyphosate, même en multipliant par quatre les concentrations initiales en matière active (Cockburn, 2015). Pour certaines espèces, le recours à des méthodes alternatives peu connues s'avère tout aussi efficace, tel l'écorçage en anneau pour le contrôle d'*Acacia nilotica* sur l'île de Rodrigues (Alan Tye, com. pers.). Fort heureusement, une réglementation encadre généralement l'utilisation d'herbicides dans les milieux naturels. Ainsi par exemple, en France, l'utilisation d'herbicides est interdite à moins de 5 m d'un cours d'eau ou d'une zone de captage. Depuis fin 2009, il n'existe plus aucun produit phytosanitaire homologué pour les milieux aquatiques dans ce même pays.

## UN CONSENSUS INATTENDU DES OPÉRATEURS EN FAVEUR D'INCOHÉRENCES ÉTHIQUES

L'usage de pesticides pose tout particulièrement question lorsqu'il s'inscrit précisément dans une démarche volontariste de protection des espèces indigènes mais aussi de préservation de la santé humaine, quand il s'agit par exemple d'éliminer le vecteur d'un pathogène. En effet, non seulement ces produits ne sont jamais totalement sélectifs, mais leur usage va, par définition même, à l'encontre du respect des organismes vivants et, parfois aussi, des populations humaines (AFSSET, 2010 ; Dorn, 2010 ; Cowan & Warburton, 2011 ; Marks, 2013). Cet usage ne s'en est pas moins répandu dans le monde et s'est imposé sans avoir, à notre connaissance, fait préalablement l'objet d'un débat scientifique et éthique formel et public dans le cadre spécifique du contrôle des espèces invasives.

Les débats relayés par certaines *task forces* sur les pesticides relèvent très essentiellement du cadre agricole, notamment sur l'utilisation du glyphosate et des néonicotinoïdes, mais elles portent encore très peu sur le contrôle des espèces invasives. Pourtant, celles-ci intéressent des espaces plus divers que les seuls espaces agricoles puisqu'elles sont essentiellement combattues au sein des milieux naturels. La publication récente des résultats d'une enquête sur l'utilisation du glyphosate

en Amérique du Nord, qui rend notamment compte de l'absence d'archivage systématique des traitements opérés pour traiter les plantes invasives, est une première (Wagner *et al.*, 2016). Or, si l'on sait que la restauration d'espaces dégradés, qui représente un volume financier croissant, s'appuie souvent sur le recours à des herbicides, il y a lieu d'être attentif sur ce point (Erikson, 2016). Cela d'autant plus que les collusions entre firmes phytosanitaires et programmes de lutte contre les espèces invasives sont devenues des secrets de polichinelle (Cockburn, 2015). Pour reprendre l'expression de Larrère & Larrère (1997), la construction du risque social est ici confisquée par une forme d'autoritarisme représentée par une petite fraction de la société mêlant structures associatives et lobbys divers, mais aussi scientifiques écologues, dont le discours « qui fait autorité » et dont on croit qu'il est dénué de valeurs, infléchit les choix des décideurs. Il n'est cependant pas inutile de citer ici le philosophe chilien Ricardo Rozzi (1997) : « Les écologues ne sont pas des scientifiques neutres, pas plus qu'ils ne sont des observateurs de la nature passivement influencés par leur culture. En fait, en produisant des regards scientifiques sur la nature, les écologues jouent un rôle central dans la formation des attitudes sociétales vis-à-vis de la nature ».

Les études évaluant de manière réellement exhaustive les impacts des usages de pesticides dans le contrôle d'espèces invasives, qu'il s'agisse de programmes affectés à la « santé de l'environnement » ou à celle de l'homme, restent trop rares. Or, les interrogations de la société à l'égard des pesticides ne sauraient légitimement être réduites à une « irrationnelle chimiophobie », comme l'affirme pourtant Simberloff (2013, p. 216). Il apparaît désormais légitime, aujourd'hui, de rendre des comptes à la société sur l'usage de pesticides au sein du domaine public (Wagner *et al.*, 2016).

#### L'USAGE DE PESTICIDES DANS DES PROGRAMMES DE PRÉSERVATION DE LA SANTÉ HUMAINE

Certaines espèces invasives représentent ou véhiculent un risque pour la santé humaine. C'est le cas de l'Ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*) dont les pollens sont de puissants allergènes (Déchamp & Méon, 2002 ; Smith *et al.*, 2013). C'est aussi celui du Tamia de Sibérie (*Tamias sibiricus*) dont les populations désormais présentes dans les forêts d'Île-de-France et de Picardie (Chapuis, 2005) constituent des réservoirs de la bactérie *Borrelia burgdorferi*, augmentant ainsi le risque de transmission de la borréliose de Lyme (Marsot *et al.*, 2013). C'est également le cas du Moustique tigre (*Aedes albopictus*), capable de transmettre des arbovirus tels ceux de la dengue, du chikungunya ou de la fièvre Zika (Paupy *et al.*, 2009).

La définition d'une politique de santé publique doit reposer sur une évaluation de risques, dont les schémas classiquement utilisés en santé publique conviennent également aux risques sanitaires liés à la présence d'espèces invasives. Cette approche a été mise en œuvre pour identifier les dangers que représente l'introduction en Europe de différentes espèces de moustiques exotiques, sur la base des connaissances scientifiques disponibles *in natura* et au laboratoire (Schaffner *et al.*, 2013). Les différentes options de gestion étant identifiées, une approche de type bénéfices-risques permet une prise de décision proportionnée après prise en considération des bénéfices pour la santé publique mais aussi des impacts non intentionnels liés à l'utilisation d'insecticides.

Dans le meilleur des cas, les bénéfices attendus devraient pour cela être précisément évalués et explicités, en termes sanitaires mais aussi économiques. Au plan économique, ils doivent intégrer les effets négatifs évités par le protocole de lutte (dépenses de santé des ménages, dépenses de santé publique liées à la prise en charge des cas éventuels), mis en regard des dépenses de lutte. Il faut en outre assurer une évaluation *ex ante* en se dotant d'outils et procédures idoines (Fontenille *et al.*, 2009). Les effets non intentionnels peuvent être des effets aigus ou chroniques pour la santé humaine mais aussi pour l'environnement, et doivent être évalués et pris en compte dans le processus de prise de décision. À ce titre, plusieurs travaux empruntés au domaine de la lutte contre les moustiques, prenant en compte la biologie des espèces, le profil toxicologique et éco-toxicologique, l'exposition et le devenir environnemental des substances insecticides utilisables, illustrent cette démarche (ANSES, 2011 ; Lagadic *et al.*, 2014). Bien que ceux-ci ne ciblent pas spécifiquement le contrôle

d'espèces invasives, ils présentent un intérêt indéniable en matière d'aide à la décision. Ce type d'approche permet en effet de définir des programmes de gestion des risques liés à la présence d'espèces allochtones, comprenant notamment un volet pour le suivi des impacts environnementaux.

Néanmoins, un certain nombre d'incertitudes demeurent. En particulier, les impacts d'une exposition à long terme à des doses sublétales d'insecticides chez l'homme et pour l'environnement demeurent peu connus et difficiles à appréhender (Thier, 2001 ; Saillenfait *et al.*, 2015). D'autres effets indésirables, et en particulier la possibilité d'émergence de résistances, inévitablement sélectionnées par de fortes pressions insecticides lors de traitements récurrents, devraient également être pris en compte pour maintenir l'efficacité des molécules disponibles (WHO, 2012). Ce type de situation devrait être anticipé par la définition d'une stratégie de gestion de la résistance aux insecticides avant même qu'une résistance ne soit signalée. Une telle stratégie repose principalement sur le recours aux diverses méthodes de contrôle disponibles et l'utilisation aussi limitée que possible des substances actives biocides.

La perception sociale des risques ainsi recouverts ne peut être négligée. Qu'il s'agisse d'une menace récurrente (prolifération d'ambrosie) ou nouvelle (émergence du risque de transmission du virus du chikungunya en Europe), la réponse des services publics induit des préoccupations sociétales quant aux risques que recouvre l'usage de pesticides pour l'homme ou l'environnement. Le principe de précaution est souvent utilisé comme un argument à la fois *pour* (afin de prévenir ou de contenir une épidémie potentielle), mais il peut être retourné *contre* l'action (afin d'éviter d'éventuels effets non intentionnels sur l'homme et/ou l'environnement). Parce que le risque sanitaire touche l'ensemble de la population et que le but premier d'une action de santé publique est de protéger les populations, ici plus qu'ailleurs, la transparence s'impose tout au long de la procédure de prise de décision. Les insecticides actuellement utilisés restant non spécifiques de l'espèce ciblée, il est nécessaire de promouvoir des pratiques limitant le recours à la lutte chimique en favorisant la mise en place d'une stratégie de lutte intégrée et l'identification de mesures à faible impact comme la lutte mécanique, l'aménagement ou l'amélioration de l'habitat (WHO, 2004). De plus, la multiplicité des acteurs potentiellement impliqués (État, collectivités locales, grand public) nécessite d'inscrire cette démarche dans un cadre concerté pour une meilleure coordination et cohérence des actions.

#### DROIT ANIMAL ET SOUFFRANCE ANIMALE

À l'évidence, mettre à mort un animal relevant d'une espèce invasive indésirable n'apparaît pas répréhensible si l'on se réfère à un argumentaire véritablement scientifique ou environnementaliste puisqu'on se place alors à l'échelle des populations animales, non pas à celle des individus. Mais en retour, la science n'exige pas des scientifiques ou des environnementalistes qu'ils n'aient pas d'empathie à l'égard de cet animal (Marks, 2013). À l'échelon de l'individu, les êtres vivants selon qu'ils relèvent d'espèces protégées ou invasives ne semblent pas bénéficier du même droit ni de la même éthique (Dorn, 2010), au point qu'une même espèce protégée en un endroit est régulée sans plus de considération lorsqu'elle devient invasive dans un autre site. Cette surprenante contextualisation du droit et des valeurs appliquées à l'animal en tant qu'individu, et cette restriction qui opère alors en faveur d'un retrait de droit d'existence, pose bien entendu question au plan philosophique comme au plan éthique.

Le même Tahr de l'Himalaya (*Hemitragus jemlahicus*), tenu pour quasi menacé au Tibet et en Inde où il fait l'objet de programmes de protection, fait ainsi l'objet de campagnes de destruction en Nouvelle-Zélande où il est devenu invasif. De même, le Wallaby de Parma (*Macropus parma*), vulnérable et protégé en Australie, est au contraire combattu en Nouvelle-Zélande où il est également invasif. Un exemple caricatural est en outre fourni par le Cacatoès nasique (*Cacatua tenuirostris*), aimé et protégé en certains endroits de l'Australie où il est plutôt rare, mais mal considéré et empoisonné dans les sites du même pays où il tend à pulluler (Parliament of Australia,



2005). Dans ce dernier cas, il est remarquable qu'il s'agisse donc non seulement de la même espèce animale, mais aussi des mêmes populations humaines.

Les souffrances liées à l'empoisonnement d'animaux invasifs, indéniables, restent mal connues parce que personne ne souhaite assister à une agonie ou même en connaître les manifestations (Marks, 2013). En outre, les espèces invasives sont plutôt considérées comme « moralement mauvaises », pas seulement pas les médias et le grand public, mais aussi par une partie des professionnels intervenant dans la conservation des milieux naturels (Marks, 2014 ; Tassin & Kull, 2015). Enfin, la tolérance à la souffrance animale est ici accrue par le caractère anonyme et indirect de l'action. Celui qui dépose les appâts empoisonnés, au nom d'une cause validée par les parties prenantes de diverses communautés (chercheurs, décideurs, gestionnaires, usagers), est déresponsabilisé de son acte (Marks, 2013).

Si le niveau de souffrance est difficilement évaluable chez des animaux, la durée de l'agonie provoquée par hémorragie ou asphyxie est connue : huit heures pour les Rats (*Rattus* sp.) ingérant du phosphore de zinc, deux à quatre jours après ingestion de phosphore jaune par des Cochons sauvages (*Sus scrofa*), quelques jours pour la fumigation de chloropicrine parfois utilisée dans le contrôle des Lapins (*Oryctolagus cuniculus*), jusqu'à une semaine pour le brodifacoum sur les opossums (O'Brien & Lukins, 1990 ; Mason & Littin, 2003 ; Dorn, 2010). Les vertébrés carnivores ayant ingéré du brodifacoum meurent après une asphyxie qui dure plusieurs heures (Sherley, 2007 ; Marks, 2013). Le parachutage de Souris (*Mus musculus*) empoisonnées au paracétamol dans l'île de Guam prévoit une mort assez lente des serpents ciblés, au terme d'une forte insuffisance hépatique et rénale persistant durant plusieurs jours (Johnson, 2013). Les intoxications accidentelles de l'homme à partir d'anticoagulants attestent eux-mêmes de la survenue de douleurs pouvant s'avérer intenses (Mason & Littin, 2003).

Le vocable de « science des invasions » (Richardson & Ricciardi, 2013), implicitement neutre et supposé sans dimension culturelle ou émotionnelle, conduit une fraction de la communauté scientifique à court-circuiter ce type de réflexion éthique tout en exprimant auprès des décideurs un point de vue qui, en réalité, n'est pas forcément partagé par tous. Ce qui est bon ou mauvais, juste ou injuste dans nos relations avec l'animal, ne relève pas d'une information objective, et il n'appartient donc pas aux scientifiques écologues de trancher sur ce point. En revanche, la société est en droit d'attendre d'eux qu'ils n'évacuent pas froidement la dimension émotionnelle et sensible que revêt le contrôle de populations animales, et qu'ils soient capables d'empathie à leur égard (Marks, 2013). Les exemples de campagnes de stérilisation des pontes d'oiseaux tels la bernache du Canada ou le goéland leucopnée, ou bien des mâles adultes d'écrevisses de Californie, attestent que des techniques douces sont envisageables pour réguler certaines espèces animales sans engendrer de souffrances. Certes, le paragraphe 3 de l'article 19 du Règlement 1143 exige que « lors de l'application de mesures de gestion et du choix des méthodes à employer, les États membres tiennent dûment compte de la santé humaine et de l'environnement, en particulier les espèces non visées et leurs habitats, et veillent à ce que, lorsque des animaux sont ciblés, toute douleur, détresse ou souffrance évitable leur soit épargnée, sans compromettre l'efficacité des mesures de gestion. » Les conditions d'applicabilité et les critères d'appréciation de ce paragraphe, notamment quant à la possibilité réelle d'épargner à l'animal « toute douleur, détresse ou souffrance évitable » restent cependant entièrement à envisager, surtout lorsqu'il s'agit d'organismes vivants ne menaçant pas notre intégrité et notre santé, et ne justifiant donc pas les écarts éthiques que l'on pourrait ici concéder.

#### UNE TOLÉRANCE INATTENDUE AUX EXPÉDIENTS TOXIQUES

Une dernière facette de ce paradoxe, et non des moindres, tient de la manière dont l'on peut à la fois consentir au recours aux pesticides pour protéger l'environnement, et tenir le discours inverse lorsqu'il s'agit de considérer plus globalement les effets des pesticides. Le domaine des espèces

invasives semblerait faire là exception, comme s'il échappait au monde et à la représentation usuelle que nous avons de la partie vivante de ce monde.

Les populations d'oiseaux sont pourtant indifféremment vulnérables aux insecticides carbamates utilisés contre les ravageurs des cultures ou aux rodenticides anticoagulants destinés aux rongeurs invasifs (Goulson, 2014). De manière similaire, les mêmes mouvements de conservation de la nature qui alertent le public sur la dangerosité des espèces invasives et justifient le recours aux pesticides pour les contrôler sont *a priori* tout aussi sensibles au déclin des abeilles, dont on sait qu'il résulte en partie de l'usage agricole de pesticides tels les carbamates, les organophosphorés, les pyréthroïdes et les néonicotinoïdes (Sanchez-Bayo & Goka, 2014 ; Gibbons *et al.*, 2015).

La gestion des invasions biologiques répond au souci de maintenir une intégrité biologique au sein d'habitats que l'on souhaite préserver, voire de les maintenir en « bonne santé » ou d'en garantir une hypothétique « stabilité ». En visant cette intégrité que caractérise implicitement une nécessaire faible empreinte des activités humaines, il est à nouveau paradoxal que l'on consente alors à la lutte chimique. Sans doute celle-ci est-elle envisagée comme un mal nécessaire face au mal irrecevable que représentent les espèces invasives. Dès lors, par une sorte de subterfuge symbolique, l'usage de métaphores douteuses tirées de l'oncologie (ex : « cancer vert » rattaché à *Miconia calvenscens*) pour désigner des espèces invasives selon une représentation organismique de la nature (Bergandi, 1999 ; Tassin & Kull, 2012 ; Marks, 2014), permettrait de valider l'usage de pesticides, forme de chimiothérapie aux effets dévastateurs à court terme, mais indispensable à long terme.

## CONCLUSION

Il semblerait que la représentation selon laquelle les espèces invasives sont en surplus de la nature, hors de leur place légitime, concoure à valider l'usage de moyens en temps normal prohibés dans les espaces naturels. Là où chacun verrait volontiers un paradoxe, les écologues des invasions poursuivent le développement d'un discours pour lequel les espèces invasives, envisagées comme autant de bulles flottant hors de l'ordre naturel du monde, n'ont pas vocation à être traitées selon les modes éthiques habituellement adressés au vivant. S'il peut être légitime d'intervenir à l'encontre d'espèces invasives pour des raisons diverses d'ordre économique, sanitaire, environnemental ou culturel, il ne peut être légitime d'évacuer la dimension éthique que recouvre nécessairement un programme de lutte orienté sur le contrôle du vivant.

Les espèces invasives, assurément, ne sembleraient pas être des espèces vivantes comme les autres et ne sauraient donc bénéficier des mêmes droits et des mêmes égards. Ce que l'on ne tolère pas à l'encontre d'autres espèces le devient à leur égard, et inversement. Le choix plutôt symptomatique des vocables, où la *lutte chimique*, le recours à des *régulateurs* ou l'emploi de *produits phytosanitaires* deviennent des euphémismes prenant le pas sur les termes plus explicites de pesticides, de substances létales ou de poisons, ne relève pas du hasard. Il rend compte d'une tension sous-jacente aussi environnementale qu'éthique qu'il est certainement plus sain d'exprimer que d'occulter. Et la manifeste tendance à minimiser au mieux les doses de pesticides épandus, certes heureuse, ne suffit pas à évacuer la question.

En tout état de cause, le recours à ces substances devrait être conditionné par une étude bénéfices-risques aussi exhaustive que possible. D'une part, il serait indispensable de disposer d'analyses détaillées de l'impact environnemental, y compris sur la santé humaine, de campagnes de régulation ou d'éradication basées sur des pesticides. D'autre part, l'évaluation de l'efficacité de ces campagnes devrait être systématiquement conduite, et les bénéfices qu'elles apportent devraient être précisément quantifiés, en termes économiques, sanitaires et environnementaux. Cette revue bibliographique montre que tel n'est pas encore le cas, ce qui laisse toute amplitude au paradoxe éthique envisagé. Il paraît utile d'observer que dans les médias mais aussi dans les discours de nombre de scientifiques écologues et techniciens impliqués dans l'étude ou le contrôle des espèces

invasives, la manière d'appréhender ces dernières reste encore parfois manichéenne, voire dogmatique, et compromet la prise de distance et la réflexion. Si ces discours évoluent souvent en faveur de visions moins radicales, la consultation de forums d'échanges sur le thème des espèces invasives laisse clairement apparaître une posture dominante encore peu ouverte à la remise en cause d'une représentation négative des espèces invasives et d'une tolérance inusuelle à l'égard du recours aux pesticides. Il conviendrait de nous interroger plus avant sur cette si faible valeur que nous accordons à la vie lorsque celle-ci est représentée par des espèces invasives (Marks, 2014 ; Tassin, 2014).

Il ne saurait y avoir deux poids, deux mesures. Si les pesticides ont un impact environnemental, et si les espèces vivantes, du moins animales, jouissent de droits, il n'y a aucune raison aux plans scientifique ou éthique pour que les espèces invasives fassent exception. Une réflexion complémentaire reste à engager pour envisager celles-ci non plus seulement par rapport à notre intérêt, mais aussi par rapport à elles-mêmes, c'est-à-dire en leur reconnaissant une valeur intrinsèque, conformément notamment à la loi 1976 relative à la protection de la nature, qui accorde aux êtres vivants non humains une valeur d'existence sur l'ensemble du territoire français. La loi du 28 janvier 2015 promulguée en France, reconnaissant une sensibilité aux animaux, devrait inviter à nourrir davantage ce type de réflexion dans le cadre du contrôle d'espèces animales invasives. L'émergence de telles contraintes légales devrait favoriser le développement de méthodes de contrôle alternatives, à la fois plus ciblées et évitant les souffrances, comme le contrôle de la fertilité, méthodologie qui demeure sous-investiguée (Parliament of Australia, 2005). Cette nécessité est d'autant plus vive que les actions de contrôle, voire d'éradication, intéressent des surfaces de plus en plus grandes. Considérer cette réalité concourrait à évoluer vers l'utilisation de produits plus sélectifs, moins générateurs de souffrances, et moins néfastes pour l'environnement.

Au-delà de ce bref aperçu, nous devons enfin continuer à nous interroger sur le fondement de ces entorses à l'éthique environnementale, entorses qui correspondent étrangement et inexplicablement à un rejet de valeurs pourtant partagées par nos communautés. Le déficit de transparence dans les programmes de contrôle recourant aux pesticides, le manque d'évaluation des effets secondaires induits, l'absence du citoyen dans les processus de décision, de même que l'insuffisance voire l'absence de données sur la fréquence et l'intensité des traitements réalisés dans des opérations de routine, correspondent à des situations aujourd'hui communes qui relèvent tant du paradoxe que d'un écart non légitime et non recevable aux conventions éthiques et sociales qui forment nos sociétés occidentales. L'apparition de nouvelles méthodes d'ingénierie génétique, notamment la technique d'édition génomique CRISPR-Cas9, menant à l'extinction locale de l'espèce visée comme cela a déjà été proposé pour la souris (Hawkes, 2016), en attendant le rat (et quoi d'autre ensuite ?) invite à considérer avec toute la diligence et l'urgence requises la dimension éthique des programmes d'éradication d'une fraction du vivant.

## REMERCIEMENTS

Je remercie Frédéric Simard et Frédéric Jourdain pour l'ensemble de leurs informations relatives au contrôle des vecteurs de maladies humaines. Je remercie également David Renault et Alain Dutartre pour leur lecture critique et très argumentée d'une version précédente du manuscrit, ainsi que cinq relecteurs anonymes dont les commentaires avisés m'ont permis d'aboutir à cette version finale.

## RÉFÉRENCES

- AFSSET (2010).— *Spirales anti-moustiques. Risques sanitaires liés à l'exposition aux émissions de fumées*. Avril 2010, Rapport d'expertise collective.
- AKTAR, W., SENGUPTA, D. & CHOWDHURY, A. (2009).— Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisc. Toxicol.*, 2: 1-12.

- ALLEN, Y., KIRBY, S., COPP, G.H. & BRAZIER, M. (2006).— Toxicity of rotenone to topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* for eradication of this non-native species from a tarn in Cumbria, England, *Fisheries Manag. Ecol.*, 13: 337-340.
- AMERICAN BIRD CONSERVANCY (2013).— *EPA to exterminate some d-CON rat poisons*. [En ligne] URL : <https://abcbirds.org/article/epa-to-exterminate-some-d-con-rat-poisons/> consulté le 18 juillet 2016.
- ANONYME (2013).— Environment agency poisons Hampshire lakes to kill invasive fish. *AOL Travel*, 12 novembre 2013, [En ligne] URL : <http://travel.aol.co.uk/2013/11/12/environment-agency-poisons-hampshire-lakes-kill-invasive-fish/> consulté le 18 juillet 2016.
- ANSES (2011).— *Recherche d'insecticides potentiellement utilisables en lutte antivectorielle*. Novembre 2011, Agence nationale de sécurité sanitaire, de l'alimentation, de l'environnement et du travail, Rapport d'expertise collective, Edition scientifique.
- BERGANDI, D. (1999).— Les métamorphoses de l'organicisme en écologie : de la communauté végétale aux écosystèmes. *Rev. Hist. Sci. Paris*, 52: 5-32.
- BERNY, P.J., BURONFOSSE, T., BURONFOSSE, F., LAMARQUE, F. & LORGUE, G. (1997).— Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by bromadiolone, a 4-year survey. *Chemosphere*, 35: 1817-1829.
- BOOTH, L.H., EASON, C.T. & SPURR, E.B. (2001).— Literature review of the acute toxicity and-persistence of brodifacoum to invertebrates. *Sci. Conserv.*, 177: 1-9.
- BORRELL, B. (2011).— Where eagles die – flaws in Alaskan island rat-eradication project laid bare, *Nature News*, 18 janvier 2011, [En ligne] URL : <http://www.nature.com/news/2011/110407/full/news.2011.24.html>
- BRITTON, J.R. & BRAZIER, M. (2006).— Eradicating the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, from a recreational fishery in northern England. *Fisheries Manag. Ecol.*, 13: 329-335.
- CHANDLER JR, J.H. & MARKING, L.L. (1982).— Toxicity of rotenone to selected aquatic invertebrates and frog larvae. *Prog. Fish-Cult.*, 44: 78-80.
- CHAPUIS, J.-L. (2005).— Répartition en France d'un animal de compagnie naturalisé, le *Tamias* de Sibérie (*Tamias sibiricus*). *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 60: 239-53.
- CHAPUIS, J.-L. & BARNAUD, G. (1995).— Restauration d'îles de l'archipel de Kerguelen par éradication du Lapin (*Oryctolagus cuniculus*): méthode d'intervention appliquée sur l'île Verte. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 50: 377-390.
- CHAPUIS, J.-L., FRENOT, Y. & LEBOUVIER, M. (2002). — Une gamme d'îles de référence, un atout majeur pour l'évaluation de programmes de restauration dans l'archipel des Kerguelen. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, suppl. 9 : 121-130.
- CHAPUIS, J.-L., FRENOT, Y. & LEBOUVIER, M. (2004).— Recovery of native plant communities after eradication of rabbits from the subantarctic Kerguelen Islands, and influence of climate change. *Biol. Conserv.*, 117: 167-179.
- COCKBURN, A. (2015).— Monsanto, glyphosate, and the war on invasive species. *Harper's Magazine*, 13 septembre 2015.
- COURCHAMP, F., CHAPUIS, J.-L. & PASCAL, M. (2003).— Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biol. Rev.*, 78: 347-383.
- COWAN, P. & WARBURTON, B. (2011).— Animal welfare and ethical issues in island pest eradication, Pp 418-421 in: C.R.Veitoh, M.N. Clout & D.R. Towns (éds), *Island invasives: eradication and management*. Gland, Switzerland.
- DEATH OF A MILLION TREES (2014).— *Methods uses by land managers to control invasive plants*. 9 février 2014, consulté le 18 juillet 2016.
- DÉCHAMP, C. & MÉON, H. (2002).— *Ambroisies, Ambrosia, polluants biologiques*. ARPPAM Editions, Lyon.
- DITOMASO, J.M. (2000).— Invasive weeds in rangelands: species, impacts, and management. *Weed Sci.*, 48: 245-255.
- DORN, M. (2010).— *Hidden victims: lack of welfare protection of invasive animals in Australia*. Report for an essay competition sponsored by Voiceless, The University of Western Australia, Perth.
- EASON, C.T. & SPURR, E.B. (1995).— Review of the toxicity and impacts of brodifacoum on non-target wildlife in New Zealand. *New Zeal. J. Zool.*, 22: 371-379.
- ECOPHYTO (2014).— *Gestion curative des plantes exotiques envahissantes*. Rapport d'enquête. Document Ecophyto.
- ERIKSON, D. (2016).— UM researchers find lack of government accountability on widespread herbicide use on public land, *Independent Record*, 6 juillet 2016, consulté le 19 juillet 2016, [En ligne] URL : [http://helenair.com/news/state-and-regional/um-researchers-find-lack-of-government-accountability-on-widespread-herbicide/article\\_f5c9d208-1644-5549-8289-a117283dc117283d117284.html](http://helenair.com/news/state-and-regional/um-researchers-find-lack-of-government-accountability-on-widespread-herbicide/article_f5c9d208-1644-5549-8289-a117283dc117283d117284.html).
- FONTENILLE, D., LAGNEAU, C., LECOLLINET, S., LEFAIT-ROBIN, R., SETBON, M., TIREL, B., & YÉBAKIMA, A. (2009).— *La lutte antivectorielle en France*, IRD éditions, Collection Expertise collégiale, Marseille.
- GIBBONS, D., MORRISSEY, C. & MINEAU, P. (2015).— A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife, *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 22: 103-118.
- GLEN, A.S., GENTLE, M.N & DICKMAN, C.R. (2007).— Non-target impacts of poison baiting for predator control in Australia. *Mammal Rev.*, 37: 191-205.
- GOULSON, D. (2014).— Ecology: Pesticides linked to bird declines. *Nature*, 511: 295-296.
- HAWKES, A. (2016).— Re-coding for conservation. *Bay Nature*, juin 2016, [En ligne] URL : <http://baynature.org/article/re-coding-conservation/>, consulté le 13 septembre 2016.

- HOWALD, G., DONLAN, C., GALVÁN, J.P., RUSSELL, J.C., PARKES, J., SAMANIEGO, A., WANG, Y., VEITCH, D., GENOVESI, P., PASCAL, M., SAUNDERS, A. & TERSHY, B. (2007).— Invasive rodent eradication on islands, *Conserv. Biol.*, 21: 1258-1268.
- GUÉRIN, M. & PROVENDIER, D. (2014).— *Enquête sur la gestion curative des plantes exotiques envahissantes*. Edition Plante & Cité.
- HOUSE OF COMMONS (2014).— *Sustainability in the UK Overseas Territories*. Tenth Report of Session 2013-2014, House of Commons. Environmental Audit Committee, London, Vol 2.
- JOHNSON, M.A. (2013).— Two thousand mice dropped on Guam by parachute – to kill snakes. *NBC News*, 3 décembre 2013, [En ligne] URL : <http://www.nbcnews.com/news/other/two-thousand-mice-dropped-guam-parachute-kill-snakes-f2D11685572>, consulté le 18 juillet 2016.
- JOHNSON, J.M. (2015).— When conservation means killing. *Ensia magazine*, 28 septembre 2015, [En ligne] URL : <http://ensia.com/articles/when-conservation-means-killing/>, consulté le 13 septembre 2016.
- LAGADIC, L., ROUCAUTE, M. & CACQUET, T. (2014).— *Bti* sprays do not adversely affect non-target aquatic invertebrates in French Atlantic coastal wetlands. *J. Appl. Ecol.*, 51: 102-113.
- LARRÈRE, C. & LARRÈRE, R. (1997).— *Du bon usage de la nature : pour une philosophie de l'environnement*. Aubier, Paris, France.
- LICHTENSTEIN, E.P., MILLINGTON, W.F. & COWLEY, G.T. (1962).— Insecticid effects on plant growth and respiration of plants. *J. Agric. Food Chem.*, 10: 251-256.
- MACK, R.N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., EVANS, H. & BAZZAZ, F.A. (2000).— Biotic invasions : causes, epidemiology, global, consequences, and control. *Ecol. Appl.*, 10: 689-710.
- MARKS, C.A. (2013).— Killing Schrödinger's feral cat. *Anim. Stud. J.*, 2: 51-66.
- MARKS, C.A. (2014).— How much suffering is OK when it comes to pest control? *ECOS*, 194, 3 p.
- MARSOT, M., CHAPUIS, J.-L., GASQUI, P., DOZIERES, A., MASSEGLIA, S., PISANU, B., FERQUEL, E. & VOURC'H, G. (2013).— Introduced Siberian chipmunks (*Tamias sibiricus barberi*) contribute more to lyme borreliosis risk than native reservoir rodents. *PLoS One*, 8: e55377.
- MASON, G.J. & LITTIN, K.E. (2003).— The humaneness of rodent pest control. *Anim. Welf.*, 12: 1-7.
- MAZAUBERT, E. & DUTARTRE, A. (2011).— *Enquête sur les espèces exotiques envahissantes et leur gestion en milieux aquatiques en France métropolitaine. Bilan 2011*. Rapport, 46 p.
- MCILROY, J.C., COOPER, R.J., GIFFORD, E.J., GREEN, B.F. & NEWGRAIN, K.W. (1986).— The effect on Wild Dogs, *Canis f. familiaris*, of 1080-poisoning campaigns in Kosciusko-National-Park, Nsw. *Wildlife Res.*, 13: 535-544.
- MULLER, S. (2000).— Les espèces invasives en France : bilan des connaissances et propositions d'action. *Rev. Ecol.(Terre Vie)*, suppl. 7: 53-69.
- NORTH, S.G., BULLOCK, D.J. & DULLOO, M.E. (1994).— Changes in the vegetation and reptile populations on Round Island, Mauritius, following eradication of rabbits. *Biol. Conserv.*, 67: 21-28.
- O'BRIEN, P.H. & LUKINS, B.S. (1990).— Comparative dose-response relationships and acceptability of warfarin, brodifacoum and phosphorous to feral pigs. *Aust. Wildlife Res.*, 17: 101-108.
- PARLIAMENT OF AUSTRALIA (2005).— *Taking control: a national approach to pest animals. Inquiry into the impact on agriculture of pest animals*, House of representative standing committee on agriculture, Fisheries and forestry, Canberra, 123 p.
- PASCAL, M. & CHAPUIS, J.-L. (2000).— Eradication de mammifères introduits en milieu insulaires : questions préalables et mise en application. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, suppl. 7: 85-104.
- PAUPY, C., DELATTE, H., BAGNY, L., CORBEL, V. & FONTENILLE, D. (2009).— *Aedes albopictus*, an arbovirus vector: from the darkness to the light. *Microb. Infect.*, 11: 1177-1185.
- PENNISI, R. (2016).— New Zealand's 'mind-blowing' goal: rat-free by 2050. *Science*, 26 juillet 2016, [En ligne] URL : [http://www.sciencemag.org/news/2016/07/new-zealand-s-mind-blowing-goal-rat-free-2050?utm\\_campaign=news\\_daily\\_2016-07-27&et rid=17777414&et cid=668569](http://www.sciencemag.org/news/2016/07/new-zealand-s-mind-blowing-goal-rat-free-2050?utm_campaign=news_daily_2016-07-27&et rid=17777414&et cid=668569), consulté le 13 septembre 2016.
- PITT, W.C., BERENTSEN, A.R., SHIELS, A.B., VOLKER, S.F., EISEMANN, J.D., WEGMANN, A.S. & HOWALD, G.R. (2015).— Non-target species mortality and the measurement of brodifacoum rodenticide residues after a rat (*Rattus rattus*) eradication on Palmyra Atoll, tropical Pacific. *Biol. Conserv.*, 185: 36-46.
- POWLESLAND, R.G., KNEGTMANS, J.W. & MARSHALL, I.S.J. (1999).— Costs and benefits of aerial 1080 possum control operations using carrot baits to North Island robins (*Petroica australis longipes*), Pureora Forest Park. *New Zeal. J. Ecol.*, 23: 149-159.
- PRIMUS, T.M., KOHLER, D.J., FURCOLOW, C.A., GOODALL, M.J., JOHNSTON J.J. & SAVARIE, P.J. (2004).— Determination of acetaminophen residues in whole body brown treesnakes. *J. Liq. Chromatogr. Related Technol.*, 27: 897-909.
- RICHARDSON, D. & RICCIARDI, A. (2013).— Misleading criticisms of invasion science: a field guide, *Divers. Distrib.*, 19: 1461-1467.
- ROZZI, R. (1997).— The reciprocal links between evolutionary-ecological sciences and environmental ethics, *BioScience*, 49: 911-921.

- SAILLENFAIT, A.-M., NDIAYE, D. & SABATE, J.-P. (2015).— Pyrethroids: Exposure and health effects - An update, *Int. J. Hyg. Environ. Heal.*, 218: 281-292.
- SANCHEZ-BAYO, F. & GOKA, K. (2014).— Pesticide residues and bees—A risk assessment. *PLoS One*, 9: e94482.
- SCHAFFNER, F., MEDLOCK, J.M. & VAN BORTEL, W. (2013).— Public health significance of invasive mosquitoes in Europe. *Clin. Microbiol. Infect.*, 19: 685-92.
- SHERLEY, M. (2007).— Is sodium fluoroacetate (1080) a humane poison? *Anim. Welf.*, 16: 449-458.
- SIMBERLOFF, D. (2009).— We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. *Biol. Invasions*, 11: 149-157.
- SIMBERLOFF, D. (2013).— *Invasive species: what everyone needs to know*. Oxford University Press, Oxford.
- SIMBERLOFF, D. & STILING, P. (1996).— How risky is biological control? *Ecology*, 77: 1965-1974.
- SMITH, M., CECCHI, L., SKJØTH, C.A., KARRER, G. & ŠIKOPARIJA, B. (2013).— Common ragweed: a threat to environmental health in Europe, *Environ. Int.*, 61: 115-126.
- SUBICH, M.I. (2013).— *The effect of pesticides and alien invasive species on soil biota and litter decomposition rates in a Mediterranean-climate ecosystem of Western Australia*, Bachelor Thesis, Université Autonome de Barcelone.
- SUCKLING, D.M. & SFORZA, R.F.H. (2014).— What magnitude are observed non-target impacts from weed biocontrol? *PLoS ONE*, 9(1): e84847.
- TASSIN, J. (2014).— *La grande invasion. Qui a peur des espèces invasives ?* Odile Jacob, Paris.
- TASSIN, J. & KULL, C. (2012).— Pour une autre représentation métaphorique des invasions biologiques. *Nat. Sci. Soc.*, 20: 404-414.
- TASSIN, J. & KULL, C. (2015).— Facing the broader dimensions of biological invasions. *Land Use Policy*, 42: 165-169.
- TASSIN, J., LAVERGNE, C., MULLER, S., BLANFORT, V., BARET, S., LE BOURGEOIS, T., TRIOLO, J. & RIVIÈRE, J.-N. (2006).— Bilan des connaissances sur les conséquences écologiques des invasions de plantes à l'île de la Réunion (Archipel des Mascareignes, Océan Indien). *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 61: 35-52.
- TAYLOR, R.H. & THOMAS, B.W. (1989).— Eradication of Norway rats (*Rattus norvegicus*) from Hawea Island, Fiordland, using brodifacoum. *New Zeal. J. Ecol.*, 12: 23-32.
- TÉLLEZ, T.R., LÓPEZ, E.M.D.R., GRANADO, G.L., PÉREZ, E.A., LÓPEZ, R.M. & GUZMÁN, J.M.S. (2008).— The water hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquat. Invas.*, 3: 42-53.
- THIER, M.A. (2001).— Balancing the risks: vector control and pesticide use in response to emerging illness. *J. Urban Health*, 78: 372-381.
- TOWNS, D.R. (1991).— Response of lizard assemblages in the Mercury Islands, New Zealand, to removal of an introduced rodent: the kiore (*Rattus exulans*). *J. Roy. Soc. New Zeal.*, 21: 119-136.
- VAN DER WERF, H.M. (1996).— Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 60: 81-96.
- VELTMAN, C.J. & WESTBROOKE, I.M. (2011).— Forest bird mortality and baiting practices in New Zealand aerial 1080 operations from 1986 to 2009. *New Zeal. J. Ecol.*, 35: 21-29.
- WAGNER, V., ANTUNES, P.M., IRVINE, L. & NELSON, C.R. (2016).— Herbicide usage for invasive non-native plant management in wildland areas of North America, *J. Appl. Ecol.*, doi: 10.1111/1365-2664.12711.
- WATSON, T. (2016).— 80 rats exploded into 80,000 by avoiding poison. *Nat. Geogr.*, 19.04.2016, [En ligne] URL : <http://news.nationalgeographic.com/2016/04/160419-rats-exploded-poison-henderson-island/>, vu le 13.09.2016.
- WHO (2004).— *Global strategic framework for integrated vector management*, World Health Organization, Geneva.
- WHO (2012).— *Global plan for insecticide resistance management in malaria vectors (GPIRM)*, World Health Organization, Geneva.